

Juin 2015
volume n° 5 / numéro n° 1
www.agronomie.asso.fr

Agronomie

environnement & sociétés

La revue de l'association française d'agronomie



Changement climatique et agriculture
comprendre et anticiper, ici et ailleurs.



Agronomie, Environnement & Sociétés

Revue éditée par l'Association française d'agronomie (Afa)

Siège : 16 rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05.

Secrétariat : 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2.

Contact : douhairi@supagro.inra.fr, T : (00-33)4 99 61 26 42, F : (00-33)4 99 61 29 45

Site Internet : <http://www.agronomie.asso.fr>

Objectif

AE&S est une revue en ligne à comité de lecture et en accès libre destinée à alimenter les débats sur des thèmes clefs pour l'agriculture et l'agronomie, qui publie différents types d'articles (scientifiques sur des états des connaissances, des lieux, des études de cas, etc.) mais aussi des contributions plus en prise avec un contexte immédiat (débats, entretiens, témoignages, points de vue, controverses) ainsi que des actualités sur la discipline agronomique.

ISSN 1775-4240

Contenu sous licence Creative commons



Les articles sont publiés sous la *licence Creative Commons 2.0*. La citation ou la reproduction de tout article doit mentionner son titre, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue AE&S et de son URL, ainsi que la date de publication.

Directeur de la publication

Marc BENOÎT, président de l'Afa, Directeur de recherches, Inra

Rédacteur en chef

Olivier RÉCHAUCHÈRE, chargé d'études Direction de l'Expertise, Prospective & Etudes, Inra

Membres du bureau éditorial

Pierre-Yves LE GAL, chercheur Cirad

Hervé SAINT MACARY, directeur adjoint du département Persyst, Cirad

Philippe PRÉVOST, directeur Agreenium Université en ligne

Danielle LANQUETUIT, consultante Triog et webmaster Afa

Comité de rédaction

- Marc BENOÎT, directeur de recherches Inra
- Valentin BEAUVAL, agriculteur
- Jacques CANEILL, directeur de recherches Inra
- Joël COTTART, agriculteur
- Thierry DORÉ, professeur d'agronomie AgroParisTech
- Sarah FEUILLETTE, cheffe du Service Prévision Evaluation et Prospective Agence de l'Eau Seine-Normandie
- Yves FRANCOIS, agriculteur
- Jean-Jacques GAILLETON, inspecteur d'agronomie de l'enseignement technique agricole
- François KOCKMANN, chef du service agriculture-environnement Chambre d'agriculture 71
- Marie-Hélène JEUFFROY, directrice de recherche Inra et agricultrice
- Aude JOMIER, enseignante d'agronomie au lycée agricole de Montpellier
- Jean-Marie LARCHER, responsable du service Agronomie du groupe Axérial
- François LAURENT, chef du service Conduites et Systèmes de Culture à Arvalis-Institut du végétal
- Francis MACARY, ingénieur de recherches Irstea
- Jean-Robert MORONVAL, enseignant d'agronomie au lycée agricole de Chambray, EPLEFPA de l'Eure
- Christine LECLERCQ, professeure d'agronomie Institut Lassalle-Beauvais
- Adeline MICHEL, Ingénieure du service agronomie du Centre d'économie rurale de la Manche
- Philippe POINTEREAU, directeur du pôle agro-environnement à Solagro
- Philippe PRÉVOST, directeur Agreenium Université en Ligne
- Hervé SAINT MACARY, directeur adjoint du Département Persyst, Cirad

Secrétaire de rédaction

Philippe PREVOST

Assistantes éditoriales

Sophie DOUHAIRIE et Danielle LANQUETUIT

Conditions d'abonnement

Les numéros d'AE&S sont principalement diffusés en ligne. La diffusion papier n'est réalisée qu'en direction des adhérents de l'Afa ayant acquitté un supplément
(voir conditions à <http://www.agronomie.asso.fr/espace-adherent/devenir-adherent/>)

Périodicité

Semestrielle, numéros paraissant en juin et décembre

Archivage

Tous les numéros sont accessibles à l'adresse <http://www.agronomie.asso.fr/carrefour-inter-professionnel/evenements-de-lafa/revue-en-ligne/>

Soutien à la revue

- En adhérant à l'Afa via le site Internet de l'association (<http://www.agronomie.asso.fr/espace-adherent/devenir-adherent/>). Les adhérents peuvent être invités pour la relecture d'articles.
- En informant votre entourage au sujet de la revue AE&S, en disséminant son URL auprès de vos collègues et étudiants.
- En contactant la bibliothèque de votre institution pour vous assurer que la revue AE&S y est connue.
- Si vous avez produit un texte intéressant traitant de l'agronomie, en le soumettant à la revue. En pensant aussi à la revue AE&S pour la publication d'un numéro spécial suite à une conférence agronomique dans laquelle vous êtes impliqué.

Instructions aux auteurs

Si vous êtes intéressé(e) par la soumission d'un manuscrit à la revue AE&S, les recommandations aux auteurs sont disponibles à l'adresse suivante :

<http://www.agronomie.asso.fr/carrefour-inter-professionnel/evenements-de-lafa/revue-en-ligne/pour-les-auteurs/>

À propos de l'Afa

L'Afa a été créée pour faire en sorte que se constitue en France une véritable communauté scientifique et technique autour de cette discipline, par-delà la diversité des métiers et appartenances professionnelles des agronomes ou personnes s'intéressant à l'agronomie. Pour l'Afa, le terme agronomie désigne une discipline scientifique et technologique dont le champ est bien délimité, comme l'illustre cette définition courante : « *Etude scientifique des relations entre les plantes cultivées, le milieu [envisagé sous ses aspects physiques, chimiques et biologiques] et les techniques agricoles* ». Ainsi considérée, l'agronomie est l'une des disciplines concourant à l'étude des questions en rapport avec l'agriculture (dont l'ensemble correspond à l'agronomie au sens large). Plus qu'une société savante, l'Afa veut être avant tout un carrefour interprofessionnel, lieu d'échanges et de débats. Elle se donne deux finalités principales : (i) développer le recours aux concepts, méthodes et techniques de l'agronomie pour appréhender et résoudre les problèmes d'alimentation, d'environnement et de développement durable, aux différentes échelles où ils se posent, de la parcelle à la planète ; (ii) contribuer à ce que l'agronomie évolue en prenant en compte les nouveaux enjeux sociétaux, en intégrant les acquis scientifiques et technologiques, et en s'adaptant à l'évolution des métiers d'agronomes.

Lisez et faites lire AE&S !

Sommaire

Avant-propos

P7- O. RÉCHAUCHÈRE (Rédacteur en chef) et M. BENOÎT (Président de l'Afa)

Éditorial

P9- M. BENOÎT et E. TORQUEBIAU (coordonnateurs du numéro)

Le Changement climatique et son impact sur l'agriculture : état des lieux, prévision et prospective

P13- Vers une prospective des impacts du changement climatique sur la sécurité alimentaire : les enseignements du 5ème rapport du GIEC

T. BRUNELLE (CIRAD)

P23- Evolutions constatées et prévisibles des principales composantes du climat impactant l'agriculture

F. HABETS (CNRS) et P. VIENNOT (Mines-ParisTech)

P33- Prospective Agriculture Forêt Climat (AFClim) du Centre d'étude et de prospective du MAAF

N. SCHALLER

S'adapter au changement climatique : outils, moyens et acteurs

P41- S'adapter au changement climatique

Agriculture, écosystèmes et territoires (Jean-François Soussana Coord.)

E. TORQUEBIAU (Cirad)

P43- L'observation des effets agricoles du changement climatique en France : combat d'arrière-garde, ou aide à l'adaptation ?

F. LEVRAULT (CRA POITOU-CHARENTES)

P55- Impacts du changement climatique sur les pratiques agricoles : évolution des calendriers culturels en région de polyculture-élevage

M. BENOÎT (Inra), T. FOURNIER, C. DE LA TORRE

P67- Adaptation au changement climatique en agronomie viticole : le programme Icare

G. BARBEAU, E. NEETHLING, N. OLLAT, H. QUENOL, J.M. TOUZARD

P77- Prospective participative sur l'agriculture du Roussillon face au changement climatique

P. GARIN, D. ROLLIN, L. MATON, J.D. RINAUDO, A. RICHARD-FERROUDJI, Y. CABALLERO

P87- Retour sur le colloque final du projet ADAPT'EAU

N. SCHALLER

P89 - Stratégies d'adaptation aux changements climatiques d'agriculteurs du Nicaragua : actions d'AVSF

L. DIETSCH (AVSF)

P93- Adaptations paysannes aux changements et aléas climatiques dans trois régions du monde

M.J. DUGUE

S'adapter au changement climatique et en atténuer les effets

P99- Changement climatique et Agricultures du Monde (Editions Quae, Torquebiau, E. (Ed)).

M. BENOÎT (Inra)

P101- Le fonio : une culture climato intelligente ?

N. ANDRIEU, E. VALL, M. BLANCHARD, F. BEAVOGUI, D. SOGODOGO

P107- Reconsidérer les rôles agronomiques de l'élevage dans la contribution à l'adaptation et l'atténuation du changement climatique

V. BLANFORT, M. VIGNE, J. VAYSSIERES, P. LECOMTE, J. LASSEUR, A. ICKOWICZ (Cirad)

P117- Agribalyse : résultats et enseignements

A. COLSAET, V. COLOMB et J. MOUSSET (ADEME)

P133- Stratégies d'atténuation mises en œuvre sur les territoires : l'outil et la démarche ClimAgri®

S. MARTIN (ADEME)

P139- Agriculture et gaz à effet de serre (Sylvain Pellerin et al.)

M. BENOÎT (Inra)

Annexe

P141 Appel à contribution du numéro



Analyses du Cycle de Vie en agriculture : enseignements du programme AGRIBALYSE®

Life Cycle Assessment for French agricultural systems: a global analysis of AGRIBALYSE results

V. COLOMB¹ - A. COLSAET¹
C. BASSET-MENS² - J. FOSSE⁷ - A. GAC³
G. MEVEL⁶ - J. MOUSSET¹ - A. TAILLEUR⁴
H. VAN DER WERF⁵

¹ADEME - Service Agriculture et Forêt (SAF) - 20, avenue du Grésillé - 49004 Angers Cedex 01

²Cirad - Avenue Agropolis - 34000 Montpellier

³IDELE - 35650 Le Rheu

⁴ARVALIS-Institut du végétal - Station expérimentale de La Jaillière - 44370 La Chapelle-Saint-Sauveur

⁵INRA - Agrocampus Ouest, UMR1069 Soil - Agro and hydroSystems - 35000 Rennes

⁶INVIVO AgroSolutions - 83 avenue de la Grande Armée - 75016 Paris

⁷Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie - Commissariat général au développement durable, Tour Séquoia - 92055 La Défense

Contact auteurs : Vincent.colomb@ademe.fr

Résumé

La transition écologique nécessite une connaissance des impacts environnementaux des produits mis sur le marché. Concernant les produits alimentaires, la performance environnementale de la phase agricole est particulièrement importante. L'Analyse du Cycle de Vie est la méthode privilégiée afin d'évaluer l'impact des produits sur l'ensemble de la chaîne de production. C'est un outil incontournable pour développer un marché européen de produits durables en faisant le lien entre les modes de production et de consommation. Cet article analyse les impacts environnementaux de nombreux produits agricoles français, du berceau à la sortie de la ferme, par une Analyse du Cycle de Vie multicritère. L'étude fournit des ordres de grandeur pour différentes catégories de produits et types d'impacts. La variabilité d'impact pour des produits « similaires » issus de différents systèmes de production est étudiée. La comparaison entre productions conventionnelles et biologiques montre des résultats variables selon les produits et les impacts. Quelques pratiques sont à l'origine de plusieurs impacts, indiquant des leviers d'action communs dans la perspective d'une amélioration environnementale globale (productivité, fertilisation, alimentation animale, gestion des déjections...). L'article conclut par une discussion sur l'utilisation potentielle de ces données dans différents projets d'écoconception, et en lien avec la promotion d'un système alimentaire plus durable.

Mots-clés

ACV, gaz à effet de serre, agriculture, alimentation, base de données.

Abstract

Fighting climate change requires information about the environmental impacts of the goods provided on the European market. Regarding food products, the agricultural stage is known as a

hotspot for environmental performances. Life Cycle Assessment is the most suitable approach to assess the environmental impacts of all the production stages of goods. By connecting production and consumption patterns, it should contribute to develop a more sustainable food system. This paper analyses the environmental impacts of numerous French products and some tropical products, using multi-criteria Life Cycle Assessment. It is based on the AGRIBALYSE program which provides public available data as well as transparent and homogenous methodology. Considered impacts are climate change, non-renewable energy consumption, eutrophication, acidification and land occupation, from cradle to farm gate, for 1 kg of each product. Soil carbon flows in crops and grasslands are not considered.

The analysis provides orders of magnitude for the impacts of different products categories, adapted to the French context, and consistent with previous research. Detailed LCA allows to identify major sources contributing to impacts such as yield level, fertilizer use and mechanization for plant production and lifespan, productivity, feed composition and manure management for animal production. These sources often contribute to several impacts, offering common levers for environmental improvement.

The analysis indicates a high variability of results between different production systems for the same product. A comparison between conventional and organic production is made, with contrasting results, depending on the product and impact considered. The conventional/organic dichotomy does not seem to be the most relevant factor explaining environmental impacts.

The results of this study should contribute to environmental information and help designing more eco-efficient agricultural and food products.

Key-words

LCA, greenhouse gas, agriculture, food, database.

Introduction

Contexte et enjeux

La transition écologique est reconnue comme un enjeu prioritaire pour le XXI^{ème} siècle. La France affiche un objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'un facteur 4 à l'horizon 2050. Cette transition requiert des efforts plus ou moins importants dans tous les secteurs de l'économie, dont l'agriculture et l'alimentation.

Le secteur agricole représente environ 20% des émissions françaises de GES (Pellerin et al., 2013 ; CITEPA, 2014). En considérant l'ensemble du cycle de vie des produits, 25 à 30% de l'impact de la consommation des ménages est lié à l'alimentation, dont la plus grande partie des émissions de GES (40 à 70%) est générée pendant la phase agricole, de même que la majorité des impacts sur l'eau, l'air ou la biodiversité (Baroni et al. 2007 ; BIO Intelligence Service, 2011 ; Garnett, 2011 ; Audsley et al. 2010 ; Smith et Gregory 2013). Ainsi, si les enjeux concernant le transport, la transformation, la logistique et même la préparation des aliments sont réels, un aliment durable doit d'abord provenir d'un système de production agricole à faible impact.

La réduction des impacts environnementaux des systèmes agricoles et alimentaires passe par une meilleure connaissance de leurs sources. Différentes méthodes et outils d'évaluation environnementale ont été développées en France et à l'international dans cette perspective, telles que

celles présentées sur la plateforme PLAGE¹ (Surleau-Chambenoit *et al.*, 2013), EX-ACT² (FAO, Bernoux *et al.*, 2010), LEAP³ (Ledgard *et al.*, 2014) ou encore le PEF⁴ (Galatola et Pant, 2014). Ces approches peuvent s'adresser aux exploitants, aux filières agricoles ou aux collectivités ; elles concernent différentes échelles, depuis la parcelle jusqu'au territoire entier (Colomb, Touchemoulin, *et al.*, 2013).

Le programme AGRIBALYSE (2009-2018), porté par un partenariat entre l'ADEME, les instituts techniques du secteur agricole et la recherche⁵, contribue à répondre à ces enjeux en quantifiant plus précisément les impacts générés lors de la production des produits agricoles via une approche d'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Cette approche permet de quantifier les impacts environnementaux liés à la production d'un kg de produit agricole (voir encadré). A ce jour, de nombreuses études d'ACV agricoles sont disponibles dans la bibliographie (Roy *et al.*, 2009). Différentes bases de données ont été développées : Ecoinvent v.3 (Weidema *et al.*, 2013), World Food LCA Database (World Food LCA Database, 2014 ; p. ex. Peano *et al.*, 2012), Agrifootprint (Durlinger *et al.*, 2014), GaBi Feed and Food Database (Liedke *et al.*, 2014) qui fournissent des références moyennes pour les produits agricoles, pouvant être réutilisées pour des analyses de produits ou d'ensembles plus complexes (produits transformés, évaluation de systèmes spécifiques, analyse de régimes alimentaires etc.). AGRIBALYSE a produit une base de données d'inventaires de cycle de vie harmonisée, permettant d'évaluer les impacts environnementaux potentiels de 76 productions végétales et 44 productions animales parmi les principales productions françaises, ainsi que quelques produits exotiques. La base de donnée est publique⁶, sa méthodologie est transparente (voir Koch et Salou, 2015) et suit les normes européennes et internationales les plus récentes (standard ILCD⁷ et ISO⁸ 14040 et 14044).

Plusieurs analyses approfondies par filière ont déjà été réalisées à partir des données AGRIBALYSE (Tailleur, Willmann, et Danguet, 2014 ; Willmann *et al.*, 2014 ; Basset-Mens *et al.*, 2014 ; Salou *et al.*, 2014 ; Grassely, Koch, et Colomb 2015 ; Espagnol, 2015). Cet article présente une analyse transversale des données : jusqu'ici, de telles études restent rares, et sont souvent confrontées à l'hétérogénéité méthodologique des données sources (ADEME, 2008; Lansche *et al.*, 2014).

Cet article analyse dans une première partie les résultats d'AGRIBALYSE sur l'ensemble des produits, pour différents impacts environnementaux, ainsi que les principales sources de ces impacts. Une analyse des différents systèmes de production, notamment agriculture biologique et conventionnelle, est réalisée. La seconde partie présente comment AGRIBALYSE peut favoriser l'éco-conception et améliorer l'information environnementale pour les filières et les consommateurs. La démarche ACV permet ainsi de mobiliser

deux leviers, production et consommation, afin d'aller vers des systèmes alimentaires plus durables.

L'Analyse du cycle de vie pour améliorer les systèmes agricoles

La construction d'une base de données ACV se fait en trois étapes (Jolliet, Saadé, et Crettaz, 2010). Les pratiques agricoles constituant l'itinéraire technique moyen de chaque produit doivent d'abord être décrites (opérations de travail du sol, fertilisants utilisés...) en se basant sur des données statistiques, des dires d'experts ou encore des cas-types. La quantité de matériaux et d'énergie consommée ainsi que les émissions vers l'environnement (GES, azote...) doivent ensuite être quantifiées, en s'appuyant sur des modèles agro-environnementaux. Cette seconde étape est appelée Inventaire de Cycle de Vie (ICV). Enfin, dans l'étape de « caractérisation », les flux physiques modélisés sont regroupés en indicateurs d'impact (changement climatique, eutrophisation des milieux...), qui visent à couvrir de manière aussi complète que possible les différentes pressions environnementales tout en évitant les redondances. Ces impacts sont exprimés en fonction d'une unité de référence, par exemple en équivalent (éq.) CO₂ pour le changement climatique.

L'analyse du cycle de vie : intérêts et limites

L'ACV permet une approche globale des impacts environnementaux liés à une production. Elle quantifie les émissions en amont du processus de production. Elle montre les possibles transferts de pollution le long de la chaîne de production : si la production d'alimentation animale est « délocalisée » au Brésil, son impact ne disparaît pas et peut même augmenter du fait du transport ou de la déforestation dans cette région du monde. D'autre part, l'ACV ne se limite pas aux émissions de GES et permet d'étudier de nombreux impacts, en identifiant les processus qui contribuent à chacun, limitant ainsi les risques d'augmenter certains impacts en modifiant les pratiques pour en réduire d'autres. Elle permet de faire le lien entre la production, la consommation et les marchés, sur la base d'éléments scientifiques et d'une approche normalisée au niveau international.

L'ACV peut cependant être difficile à mettre en œuvre car elle nécessite une quantité importante de données. La méthodologie ne permet pas encore de quantifier précisément certains flux, notamment les variations du carbone du sol, ainsi que les impacts sur la biodiversité et la rareté en eau, sujets importants notamment pour le secteur de l'élevage. Les modèles agro-environnementaux estimant les émissions diffuses (p ex. N₂O, NO₃), et qui dépendent notamment des conditions pédo-climatiques, comprennent encore des incertitudes importantes. L'ACV suppose des impacts additifs et linéaires, sans effets de seuil, ce qui constitue une simplification de la réalité, notamment pour les indicateurs de toxicité. Ainsi, par construction, l'ACV permet d'appréhender les impacts globaux mieux que les impacts régionaux ou locaux. Comme pour l'ensemble des méthodes d'évaluation environnementale, les résultats doivent être interprétés au regard des incertitudes et des choix méthodologiques.

¹ PLAGE : Plate-forme d'évaluation agri-environnementale ; <http://www.plage-evaluation.fr/webplage>

² Ex-ACT : Ex-Ante Carbon balance Tool ; <http://www.fao.org/tc/exact/accueil-ex-act/fr/>

³ LEAP : Livestock Environmental Assessment and Performance partnership

⁴ PEF Product Environmental Footprint ;

http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product_footprint.htm

⁵ Partenaires du projet: ACTA, Agroscope Art, ARVALIS Institut du végétal, CETIOM, CIRAD, CTIFL, IDELE Institut de l'élevage, IFIP, IFV, INRA, ITAVI, ITB, Terres d'innovation, UNIP, InVivo, ainsi que le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

⁶ détails sur la page web <http://www.ademe.fr/Agribalyse>

⁷ ILCD : International reference Life Cycle Data System ; <http://eplca.jrc.ec.europa.eu>

⁸ ISO : International Standardization Organization ; <http://www.iso.org/iso/fr/home/store.htm>

L'ACV est une discipline en plein développement, la communauté scientifique travaillant activement à l'amélioration des méthodes et des indicateurs. Elle est aujourd'hui une approche incontournable, complémentaire à d'autres méthodes (p ex. études d'impact, approches territoriales).

Méthodologie

Choix des produits et des indicateurs

L'ensemble des choix et des modèles d'émissions retenus pour la construction de la base de données AGRIBALYSE est décrit dans le rapport méthodologique (Koch et Salou, 2015), les principaux éléments étant repris dans l'article de Colomb *et al.* (2015). Les principaux éléments du programme sont également disponibles sur la page web (ADEME 2015a). Une prise de recul sur ces choix est disponible dans le rapport « AGRIBALYSE : Bilan et Enseignements » (Colomb, Aït-Amar, *et al.*, 2013).

Le périmètre choisi pour les ICV d'AGRIBALYSE couvre les impacts « du berceau à la sortie de la ferme, ou du champ », c'est-à-dire que tous les impacts générés en amont de la production sont comptabilisés (p. ex. la fabrication d'engrais ou de machines), ainsi que les impacts de la production elle-même, comme les émissions générées par les déjections animales ou le lessivage des nutriments. En revanche, les phases de transformation, de transport, de distribution et de préparation sont exclues. Ainsi, pour couvrir l'ensemble des étapes jusqu'au consommateur, des données d'autres sources sont nécessaires, comme celles du programme Acyvia®, qui analyse les processus de transformation agro-alimentaires (Bosque, Réthoré, et Labau, 2013). Les impacts considérés sont rapportés au kg de produit, cette unité étant la plus pertinente dans une optique d'écoconception et d'affichage environnemental ; cependant il est tout à fait

possible d'exprimer les impacts par rapport à d'autres références, notamment l'unité de surface (ha) dans le cadre de politiques d'aménagement visant à réduire les impacts d'un territoire donné.

Chaque ICV réalisée dans le cadre d'AGRIBALYSE est un « couple » entre un produit d'une part (ex : porc), et un mode de production d'autre part (ex : label rouge, élevage plein air). Dans cet article, certains produits disponibles dans la base de données n'ont pas été considérés. En effet, nous nous sommes concentrés sur les produits ayant un poids important en volume dans la production et la consommation françaises (Cf. annexe 1). Nous avons écarté de l'analyse la majorité des produits destinés à l'alimentation animale (fourrages), les animaux de réforme qui représentent un volume faible de la production (sauf les bovins de réforme représentant plus de la moitié de la production), les produits non-alimentaires (laine, fleurs) et certains produits destinés à la transformation en boisson (pomme à cidre, orge de brasserie). Certains produits moins importants en termes de quantités consommées (lapin, agneau, triticales, betterave, mangue) ne sont pas inclus dans les graphiques, afin d'en améliorer la lisibilité, mais sont considérés dans les analyses. Les impacts étudiés ont été choisis de manière à représenter au mieux l'éventail des impacts générés par les produits agricoles, en privilégiant les indicateurs considérés comme robustes selon la notation de l'ILCD, ainsi que quelques indicateurs complémentaires issus d'autres méthodes de caractérisation: le besoin en énergie cumulée non-renouvelable et l'occupation des terres (Tab. 1). D'autres indicateurs sont présentés pour information en annexe 2.

Impact	Définition	Sources en agriculture	Mesure	Méthode utilisée
Changement climatique	Pouvoir de réchauffement global sur une période de 100 ans. Les émissions liées au changement d'affectation des sols ne sont pas prises en compte ici, excepté pour la déforestation.	CH ₄ (fermentation entérique, déjections) ; N ₂ O (déjections, engrais), CO ₂ (carburant)	kg éq. dioxyde de carbone (CO ₂)	ILCD 1.05 (IPCC 2007)
Consommation d'énergie non-renouvelable	Besoin en énergie non-renouvelable cumulée pendant tout le processus de production (énergie fossile, dont nucléaire)	Carburants, chauffage, énergie nécessaire à la fabrication des matériaux et des intrants (engrais...)	mégajoule (MJ)	CED 1.8
Eutrophisation marine	Excès de nutriments qui favorise la prolifération de certains végétaux aquatiques et nuit à la biodiversité marine (anoxie)	Utilisation d'engrais azotés et pertes de nutriments par érosion du sol	kg éq. azote (N)	ILCD 1.05 (ReCiPe 1.05)
Occupation des terres	Surface nécessaire à la production (incluant la production des intrants)	Productions végétales, bâtiments	m ² a	CML 2001
Acidification	Potentiel d'acidification des sols et des eaux, pouvant rendre les écosystèmes plus vulnérables aux maladies et à certains polluants	Déjections animales Utilisation d'engrais azotés	éq. molécules ion hydrogène (H ⁺)	ILCD 1.05

Tableau 1 : Indicateurs d'impact étudiés

Afin de réaliser une analyse multicritère pertinente, la prise en compte de l'écotoxicité liée notamment à l'utilisation de pesticides serait nécessaire. Cependant, aucun modèle robuste et compatible avec le cadre méthodologique ACV n'est disponible à ce jour pour évaluer la toxicité liée aux productions agricoles. En effet, le modèle de caractérisation UseTox préconisé par ILCD se heurte à plusieurs limites importantes, dont un mauvais « paramétrage » des différentes substances. Globalement, la toxicité des produits chimiques mis en avant par le modèle n'est pas confirmée par les écotoxicologistes (Saouter, Perazzolo, et Steiner, 2011 ; Saouter, Sala, et Pant, 2015). Cet indicateur a donc été jugé non pertinent en l'état pour cette étude. D'autres approches hors ACV seraient peut être envisageables pour traiter ces enjeux mais n'ont pas pu être mis en œuvre dans ce travail (« SIRIS Pesticides », 2015). L'évaluation de la toxicité liée aux produits phytosanitaires se heurte globalement à un important manque de références et des travaux sont en cours afin d'améliorer cela (Guiral et al., 2015 ; Rosenbaum et al., 2015). D'autre part, certains impacts ont été écartés de la présente analyse car jugés non prioritaires pour le secteur agricole (effet sur la couche d'ozone, sur les ressources en métaux rares), ou redondants (eutrophisation terrestre). L'indicateur « Land use » d'ILCD, basé sur la matière organique du sol, n'a pas été retenu car il ne permet pas pour le moment de différencier finement les différents usages des sols en agriculture (Milà i Canals et al., 2007 ; Koellner et al., 2013). L'indicateur « occupation des terres », en m².an doit cependant être analysé avec prudence, car il ne prend en compte que la surface occupée et non pas l'impact des pratiques sur la qualité des sols. Les flux pour évaluer l'impact des productions sur la rareté en eau ne sont pas encore disponibles dans la base AGRIBALYSE et n'ont donc pas pu être analysés.

Précision, représentativité et comparabilité des données

L'interprétation des données d'AGRIBALYSE doit tenir compte de leur mode de construction. En effet, les produits étudiés n'ont pas tous la même représentativité : pour certains produits, un « produit moyen français » a pu être construit sur la base du mix de production sur le territoire, renseigné par les statistiques nationales ou des dires d'experts. Pour d'autres produits, seules des déclinaisons représentatives d'un système particulier ont pu être construits. Les produits issus de modes de production minoritaires, notamment l'agriculture biologique, sont moins nombreux et leurs ACV sont moins représentatives, car les données statistiques sont peu disponibles. La représentativité technique et géographique a été évaluée pour chaque ACV, mais la quantification de l'incertitude reste approximative et doit être améliorée à l'avenir.

Construites avec la même méthodologie, les ACV d'AGRIBALYSE peuvent être comparées entre elles, mais avec précaution : les produits sont étudiés selon leurs caractéristiques à la sortie du champ ou de l'atelier, et non au niveau de l'aliment consommable. Ainsi, la teneur en eau des céréales est différente (15% pour le blé, 28% pour le maïs) ; les impacts des animaux à la sortie de la ferme sont ici calculés pour 1 kg de poids vif, mais seule une partie de ce poids est effectivement consommable (rendement carcasse

compris entre 50% et 70% selon l'espèce). Le séchage, la transformation, le transport entre la zone de production et de consommation, ainsi que l'emballage ne sont pas considérés, et peuvent varier selon le type de produits. Cependant les analyses montrent qu'en dehors de cas particulier (transport par avion, bouteille en verre, etc.), ces étapes sont secondaires dans le bilan environnemental des produits alimentaires (Coley, Howard, et Winter, 2009 ; Weber et Matthews, 2008 ; Roy et al., 2009). Les produits ont également des caractéristiques et des fonctions nutritionnelles différentes et ne sont pas consommés dans les mêmes proportions au sein du régime alimentaire.

L'analyse porte ici sur la base de données AGRIBALYSE v1.2, liée à la base de données Ecoinvent v2.2 en arrière-plan. Les ACV ont été calculées en utilisant le logiciel SimaPro v. 8.03.14. L'analyse statistique et les graphiques ont été produits sur R v. 3.1.3, SimaPro et Microsoft Excel.

Les impacts environnementaux en agriculture : état des lieux

Analyse transversale des principaux impacts environnementaux

On note des ordres de grandeur différents selon les catégories de produits (Fig. 1) : les animaux arrivent généralement en tête pour la majorité des impacts, suivis par les autres produits d'origine animale (œuf, lait), les grandes cultures (oléagineux, céréales) et enfin les fruits et légumes. On note toutefois des exceptions, qu'on retrouve pour plusieurs impacts étudiés : le riz, la tomate conventionnelle sous abri, les fèves de cacao et les grains de café affichent des valeurs très élevées, du fait de rendements faibles ou d'un mode de culture particulièrement consommateur de ressources et d'intrants. Cette hiérarchie entre produits est moins prononcée pour certains impacts, notamment l'eutrophisation, mais elle est très visible pour l'acidification et l'occupation des terres. Cela suggère que les impacts sont liés entre eux et peuvent avoir des sources communes. Cependant, la prise en compte de l'impact des produits phytosanitaires aurait probablement mis en évidence d'autres cultures et produits (vigne, pomme, pomme de terre) (Aubertot et al., 2005 ; Butault et al. 2014).

Les bovins adultes et le veau sont les produits aux impacts potentiels les plus élevés : le bovin moyen génère environ 12 kg d'éq. CO₂ par kg de poids vif, et consomme environ 28 MJ d'énergie non-renouvelable. Cela dépend toutefois du type d'élevage : les vaches de réforme issues du système laitier n'émettent que 7 à 8 kg CO₂ eq. (car ces élevages produisent également du lait, auquel une part des impacts est attribuée) contre 14 à 20 pour les vaches de réforme de l'élevage allaitant. L'élevage allaitant étant cependant plus souvent basé sur les prairies que l'élevage laitier, la prise en compte du stockage de carbone du sol pourrait réduire cet écart. Le porc et la volaille génèrent moins de GES, autour de 2 à 3 kg CO₂ eq, mais peuvent se révéler très énergivores : autour de 20 MJ/ kg de poids vif. Au sein des volailles, le canard est plus impactant que la dinde, l'espèce affichant les impacts les plus faibles étant le poulet.

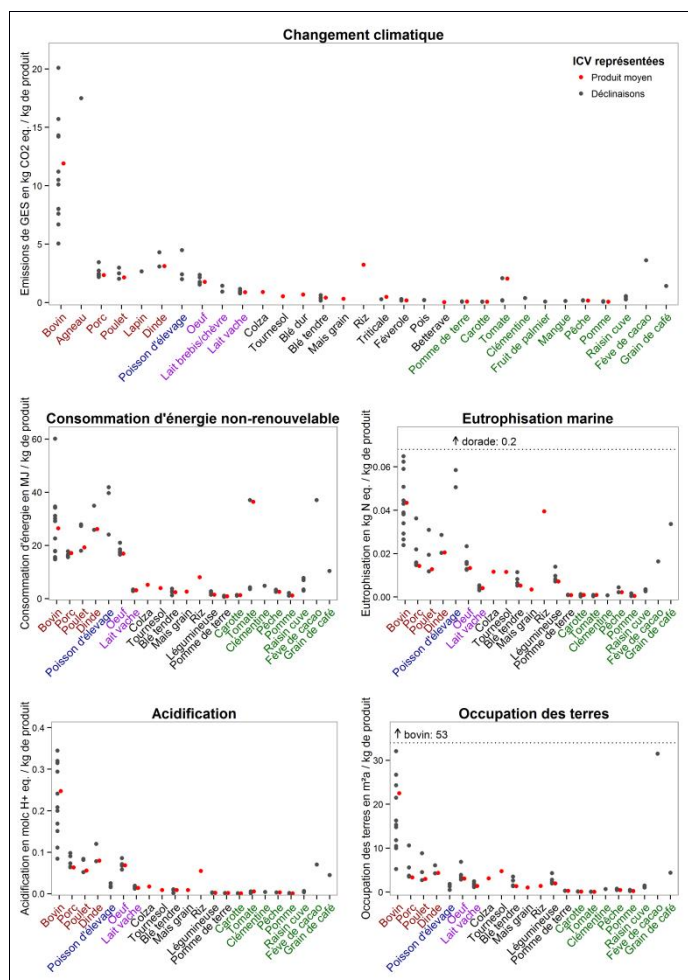


Figure 1 - Impacts de différents produits agricoles

Les productions végétales se situent globalement au-dessous de 1 kg CO₂ eq. par kg de produit, à l'exception des produits « atypiques » mentionnés ci-dessus, mais il existe tout de même des différences entre produits, plus visibles sur le zoom du graphique (Fig. 2). Les impacts acidification et occupation des terres sont aussi relativement faibles par rapport à ceux des produits animaux. En revanche, certaines cultures se révèlent relativement énergivores (oléagineux, mais aussi pêche ou raisin) et d'autres affichent un niveau d'impact eutrophisation comparable à certains produits animaux (oléagineux, légumineuses, certaines céréales).

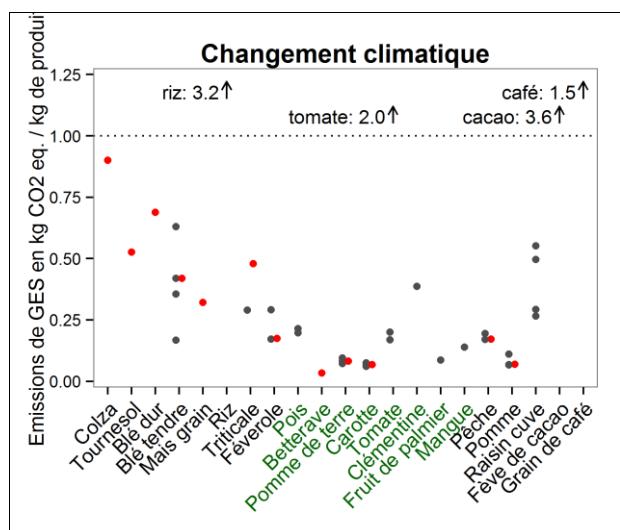


Figure 2 - « Zoom » de l'impact changement climatique sur les produits végétaux

Quelques données AGRIBALYSE ont pu être comparées avec les valeurs des bases de données suivantes : Agrifootprint, Ecoinvent, et World Food Database. Cependant certaines différences méthodologiques (e.g. choix du système d'allocation) limitent la comparabilité avec ces données, qui contiennent par ailleurs très peu de produits français. On retrouve des ordres de grandeur cohérents, et surtout la hiérarchie entre les principaux type de produits (p. ex. impacts les plus élevés pour les ruminants par kg de produit, impacts les plus faibles pour les céréales). Pour des produits similaires, les valeurs brutes sont relativement proches pour l'indicateur changement climatique (écart <30 %), alors qu'elles peuvent être assez différentes (écart >50%) pour les indicateurs eutrophisation ou acidification. Ainsi les valeurs AGRIBALYSE fournissent une base de référence homogène et enrichissent significativement les bases de données existantes. Les résultats et les écarts observés sont cohérents avec les études déjà publiées (ADEME, 2008 ; Roy et al., 2009 ; De Vries et De Boer, 2010 ; Bessou et al., 2013).

Les sources d'impacts prépondérantes

- Sources d'impacts pour les productions végétales

Pour les productions végétales, trois grands postes contribuent à la majorité des impacts : les émissions au champ, la production des engrais et la mécanisation. Les émissions au champ sont essentiellement dues à l'application de fertilisants minéraux et organiques, qui génèrent des émissions de CO₂, phosphore, NH₃, NO₃, N₂O et métaux lourds. Les engrais phosphatés contribuent à l'eutrophisation d'eau douce lorsqu'ils se retrouvent dans le milieu naturel par érosion ou lessivage. A ces impacts, on doit ajouter la toxicité pour l'environnement due aux produits phytosanitaires appliqués sur les cultures, qui nuisent à la biodiversité en contaminant les écosystèmes terrestres et aquatiques et pouvant exposer les personnes travaillant dans les champs ainsi que les populations riveraines.

Les pertes de nutriments et les émissions de matières polluantes vers les eaux sont plus fortes lorsque le sol est sensible aux transferts ou dégradé (Foster, 2005). Par exemple, pour des apports en engrais équivalents par kg de produit, le tournesol génère plus d'eutrophisation que le colza : l'érosion est environ 40% plus importante que sur les parcelles de colza, facilitant la fuite du phosphore vers les eaux, notamment en raison d'une moindre couverture du sol mais aussi parce que le tournesol est cultivé sur des sols plus sujets à l'érosion (Lecomte et Nolot, 2011). Ceci met en évidence que le niveau d'impact peut être lié au milieu et pas uniquement aux pratiques culturales.

Dans les grandes cultures de maïs, de blé ou d'oléagineux, la fabrication et le transport d'engrais minéraux sont responsables de 30% à 40% des émissions de GES ; cette valeur atteint 45% pour le blé tendre améliorant (enrichi en protéines), qui nécessite davantage d'engrais azotés. Les émissions au champ, essentiellement dues aux phénomènes de nitrification-dénitrification de l'azote dans le sol, représentent environ 50% des émissions de GES. L'eutrophisation est principalement liée aux engrais, les nitrates étant considérés comme l'élément principal contribuant à l'eutrophisation marine, et le phosphore pour l'eutrophisation d'eau douce (cf Annexe 2).

L'exemple du maïs (Fig. 3) est assez représentatif de la répartition des impacts en grandes cultures, toutefois la part des opérations agricoles est plus élevée, car l'irrigation, plus importante pour le maïs, est un poste important de consommation d'énergie.

Parmi les céréales, le riz de Thaïlande présente des valeurs très élevées notamment pour le changement climatique et l'eutrophisation. Le mode de culture particulier de cette céréale, sur des parcelles inondées, génère des quantités importantes de méthane (CH_4) et augmente les pertes de nutriments vers les eaux de surface.

Pour les fruits et légumes, la contribution des sources d'impact est différente : les opérations agricoles arrivent généralement en premier - elles représentent par exemple 30 à 60 % de l'impact changement climatique d'une pêche ou d'une pomme en agriculture conventionnelle. L'entretien des vergers (taillages, ébourgeonnages, bandes enherbées etc.) et l'épandage de pesticides, en premier lieu, ainsi que la récolte, nécessitent une mécanisation importante. La production d'engrais constitue aussi une part non négligeable, entre 15 et 30% des GES, ce qui est toutefois moindre que pour les céréales. Il y a cependant des exceptions: ainsi, pour les fruits irrigués au sud, comme la clémentine, la consommation d'énergie pour le pompage de l'eau peut-être le poste majoritaire.

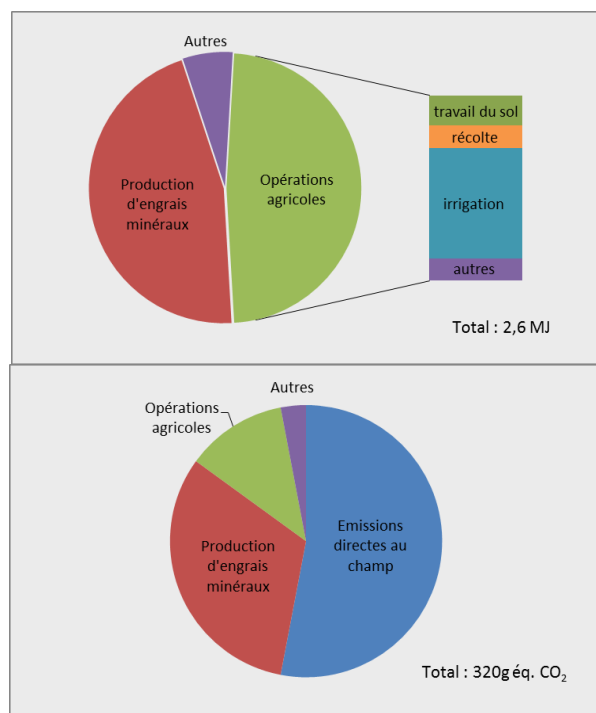


Figure 3 - Quelques impacts illustrés (Énergie non-renouvelable, en haut ; changement climatique, en bas) : exemple de la culture de maïs

Sources d'impact en élevage

Les impacts environnementaux des produits issus de l'élevage s'expliquent essentiellement par une chaîne de production plus longue : les impacts générés par la production de l'alimentation nécessaire à l'animal pendant toute sa vie lui sont attribués. Les impacts finaux dépendent de l'efficacité de conversion (l'indice de consommation) : plus la nourriture est convertie efficacement par l'animal pour produire 1 kg de poids vif, plus l'impact sera faible. Toutefois, les espèces animales, ou même les déclinaisons d'une même production, ne sont pas équivalentes : l'allongement de la durée

d'engraissement permet généralement d'améliorer la qualité des produits carnés, mais nécessite plus d'aliment par kg de poids vif, ce qui augmente l'impact environnemental des animaux.

La contribution de l'alimentation animale aux impacts est très élevée : entre 60 et 75 % de l'émission de GES, 80 % de la consommation d'énergie et la quasi-totalité de l'impact en termes d'eutrophisation et d'utilisation d'espace. Chez les bovins, ce chiffre est plutôt de 30-40%, car la fermentation entérique est la première source d'émissions de GES, avec 20 à 40 % des émissions. Les émissions de méthane générées par les élevages bovins dépendent de la durée de vie de l'animal, et sont également plus élevées pour les animaux nourris à l'herbe (la méthanisation augmente avec la quantité de fibre) (Mogensen et al., 2014 ; Van Middelaar et al., 2013). Cela augmente le bilan GES des élevages extensifs, d'autant que le stockage du carbone dans les prairies, qui pourrait compenser une part significative des émissions, n'est pas pris en compte (Soussana et Lüscher, 2007). A contrario, le retournement des prairies pour produire des céréales et des fourrages à destination de l'alimentation animale peut être une source d'émissions importante (Arrouays et al., 2002). Globalement, les flux liés aux changements de stocks de carbone des sols, et leur causalité précise (évolution de la gestion, changement d'usage, changement climatique etc.) restent complexes à modéliser (Eglin et al., 2010). En l'absence de modèles précis sur cette question, il est difficile de tirer des conclusions sur les modes de conduite d'élevage émettant moins de GES, mais ces résultats indiquent les voies d'amélioration prioritaires pour chaque système.

Les résultats AGRIBALYSE montrent que les élevages allaitants ont un bilan GES élevé par rapport à la viande issue des systèmes laitiers, puisque ces systèmes produisent uniquement de la viande, tandis que les élevages laitiers produisent également du lait, auquel une partie des impacts est attribuée. D'un point de vue environnemental, il semble donc intéressant de développer des élevages de races mixtes, produisant à la fois du lait et de la viande de qualité (Dollé et al., 2011 ; Pflimlin et Faverdin, 2014).

Le cas de la pisciculture est particulier car il peut générer une eutrophisation importante. En effet, la nourriture non consommée et les déjections sont émises directement dans l'eau, sans l'effet « tampon » du sol. L'eutrophisation dépendant du milieu aquatique local, il est donc particulièrement important d'étudier cet aspect lors de l'implantation des fermes piscicoles. Globalement plus le volume du milieu récepteur sera important plus l'effet dilution sera marqué, avec une différence entre les fermes d'eau douce ou marine et selon la possibilité d'installer des systèmes d'épuration de l'eau.

L'exemple du poulet conventionnel moyen (Fig. 4), la plus importante production du secteur de la volaille, met bien en lumière le rôle de l'alimentation animale dans les impacts. Elle représente 75% des émissions de GES et 80% de la consommation d'énergie non-renouvelable. La ration des poulets est composée d'une majorité de céréales (75%) et d'un complément d'apports protéinés sous forme de tourteaux de soja importés du Brésil (origine principale de ces tourteaux en France), qui génèrent une grande partie des impacts. Le transport pèse dans le bilan, mais il s'agit surtout

du transport routier en Europe et au Brésil, le fret maritime depuis le Brésil émettant peu de GES par rapport au poids transporté (Sim *et al.*, 2007 ; Dalgaard *et al.*, 2008). La déforestation dont est responsable la culture de soja au Brésil représente à elle seule 20 % de l'impact estimé du poulet français pour le changement climatique.

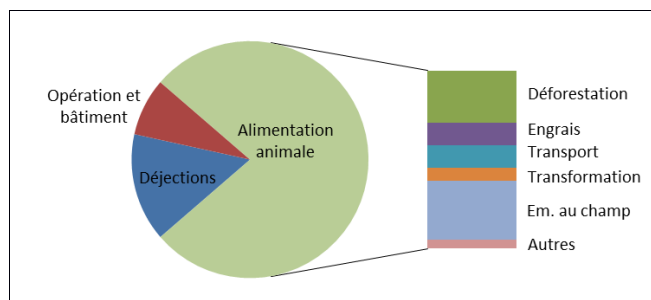


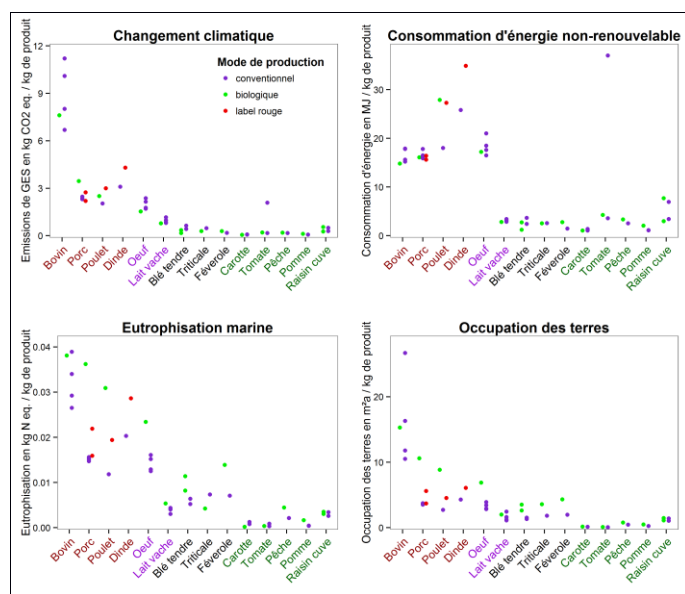
Figure 4 - Postes d'impact sur le changement climatique, poulet conventionnel

Systèmes de production et impacts environnementaux

Les déclinaisons étudiées dans le cadre d'AGRIBALYSE permettent, pour plusieurs produits, de comparer les impacts de systèmes de production contrastés : divers système de production en conventionnel, des systèmes « label rouge » et biologiques (Fig. 5).

Pour les productions végétales, les impacts relatifs de l'agriculture biologique résultent de deux grandes tendances aux effets inverses. D'une part, la consommation d'intrants chimiques est moindre et l'impact environnemental est donc plus faible à l'hectare et d'autre part, les rendements sont en moyenne plus faibles qu'en conventionnel de 30% à 50 % environ, avec de fortes variations selon les cultures et les systèmes de production (Seufert, Ramankutty, et Foley, 2012 ; Ponisio *et al.*, 2015). Pour les productions végétales, les différences d'impact par kg de produit entre bio et conventionnel sont généralement peu importantes pour les GES et l'énergie (Fig. 5). Dans les cas-types étudiés et malgré un rendement plus faible, le bio affiche de meilleurs résultats pour les céréales pour ces deux indicateurs, grâce à un moindre recours aux fertilisants minéraux de synthèse. Les systèmes bio étudiés pour le blé sont des cas-types intégrant une légumineuse avant le blé dans la rotation, ce qui réduit les besoins en fertilisation azotée. La présence de légumineuses dans la succession culturale est plus courante en système bio, mais existe également en conventionnel. Le bio a des impacts supérieurs pour la féverole, qui a un plus faible rendement en bio et nécessite peu d'engrais azotés, en bio comme en conventionnel. Pour les fruits et légumes, les résultats varient selon les cultures : les produits bio ont des résultats équivalents pour la carotte et la pêche, tandis qu'ils ont des impacts supérieurs de 50% environ pour la pomme et de 20% pour la tomate sous abri froid, toujours pour les GES et l'énergie non-renouvelable, notamment à cause d'un rendement plus faible. L'impact eutrophisation marine (liée au lessivage des nitrates) cultures bio est généralement supérieur ou équivalent à celui du conventionnel. Outre le rendement, on peut rappeler que l'apport d'engrais organiques (davantage utilisés en bio) est plus délicat à maîtriser, quel que soit le système étudié. Ces résultats doivent cependant être nuancés car les modèles d'émission de

nitrates utilisés dans Agribalyse ne font pas état d'émissions plus faibles par ha en bio, alors que certaines études tendent à montrer que les pertes de nitrates par ha sont 30% plus faibles environ en bio qu'en conventionnel (Tuomisto *et al.*, 2012 ; Meier *et al.*, 2015). Globalement, on observe autant voire davantage de variabilité d'impacts entre différents systèmes conventionnels qu'entre les systèmes conventionnel et biologique. Pour le blé, si les systèmes bio génèrent en moyenne moins d'impact pour le changement climatique et l'énergie, il y a surtout une variabilité considérable selon les pratiques culturales au sein même de ces deux systèmes : l'utilisation d'un blé améliorant (enrichi en protéines) ou d'un blé classique, le choix des rotations en bio. En viticulture, le rendement varie davantage entre les systèmes AOC et les autres qu'entre conventionnel et biologique, les impacts suivant cette même logique.



N.B. : pour le boeuf, seuls les élevages en système laitier sont représentés

Figure 5 - Impacts comparés des systèmes biologique, conventionnel, label rouge

En élevage, les différences de productivité entre conventionnel et biologique sont également présentes. Quand un poulet conventionnel est élevé en moyenne en 40 jours, il en faut plus du double pour un poulet biologique dans l'itinéraire considéré, ce qui permet également de produire une viande de meilleure qualité. Les impacts du poulet bio sont donc plus importants que ceux du poulet conventionnel (Fig. 5). Il est cependant intéressant d'observer que l'alimentation des poulets a des impacts légèrement plus faibles en bio, malgré une quantité consommée bien supérieure par animal. Les tourteaux de soja bio, généralement produits en Europe, ont beaucoup moins d'impact que les tourteaux du Brésil, en réduisant le coût environnemental du transport et surtout de la déforestation. Pour les œufs, le rendement en bio est assez élevé, similaire à celui des élevages conventionnels en plein air. Les systèmes très intensifs comme les œufs produits en cage (300 œufs/an contre 250 en plein air) se révèlent potentiellement plus polluants que le bio en raison d'une alimentation animale aux impacts potentiels élevés.

Pour le porc, le rendement n'est ici pas un facteur explicatif puisque les itinéraires étudiés ici présentent environ la même durée d'engraissement en bio et en conventionnel. Le porc a un impact supérieur de 40% environ au conven-

tionnel pour le changement climatique (Fig. 5). L'impact de l'alimentation animale est plus faible en bio, mais les émissions de GES des déjections sont plus fortes de par l'utilisation de paille à la place du caillebotis conventionnel, qui favorise les émissions de N₂O.

Dans les élevages porcins et avicoles, l'indicateur d'impact potentiel en termes d'eutrophisation de la production biologique est très supérieur, l'écart allant jusqu'à 100% pour le porc, car les animaux vivent davantage en extérieur où leurs déjections ne peuvent pas être collectées ni traitées, avec donc un risque d'eutrophisation potentiellement plus élevé. Selon le mode de conduite (caillebotis, paille, plein air) l'impact d'eutrophisation réelle dépendra cependant du couplage entre l'efficacité des systèmes de gestion/traitement des effluents, et du chargement (nombre d'animaux par « ha disponibles »). Ainsi, les systèmes sur paille bien pilotés ou en plein air extensifs peuvent aussi permettre de limiter le risque d'eutrophisation, et plus globalement avoir un intérêt environnemental (Devienne et Garambois, 2014).

Pour les bovins laitiers (production de viande et de lait), le niveau d'impact dépend avant tout de la productivité de l'animal, de la composition et de l'origine de l'alimentation : pour des systèmes partageant ces valeurs pour ces paramètres (ici : élevage de plaine de l'Ouest avec alimentation à l'herbe et 5 à 10% de maïs), il n'y a pas de différence significative entre production conventionnelle et biologique sur l'ensemble des impacts étudiés.

Enfin, les élevages Label Rouge présentent des résultats équivalents aux systèmes conventionnels pour les élevages porcins, avec des variations pour certains impacts (notamment pour l'eutrophisation, en fonction du mode de gestion des déjections). Ils ont en revanche des impacts supérieurs au conventionnel, et même aux élevages biologiques pour les volailles, car le label rouge combine un rendement plus faible et des intrants comparables à ceux du conventionnel, avec une importation de soja d'Amérique latine pour l'alimentation animale. Ces éléments illustrent que le Label Rouge concerne avant tout la qualité gustative des produits et non les impacts environnementaux.

Les résultats de cette comparaison entre systèmes biologiques et conventionnels correspondent en partie aux précédentes études sur le sujet, mais ils sont sensiblement différents pour les céréales, le lait et certains fruits et légumes (Tuomisto *et al.*, 2012). On voit que malgré un rendement en moyenne plus faible, le bio a généralement des impacts du même ordre que le conventionnel sur le changement climatique par kg produit, tout en ayant des impacts moins élevés par unité de surface. Toutefois, les résultats dépendent fortement du périmètre et de la description du système étudié, notamment du rendement. Dans les ICV AGRIBALYSE, la diversité de l'agriculture biologique est encore peu prise en compte : il serait nécessaire de comparer des systèmes en fonction des modes de culture (associations de cultures, agroforesterie...), de la durée écoulée depuis la conversion ou encore de la qualité du sol, qui semble être un déterminant essentiel du rendement en agriculture bio (Herencia *et al.*, 2008, 685). Enfin, les indicateurs de toxicité pour l'homme et les écosystèmes étant écartés de l'analyse pour cause d'insuffisance méthodologique, les avantages de l'agriculture biologique liés à l'absence de pesticides de

synthèse, ainsi que ses impacts liés à l'utilisation de substances actives autorisées en bio (cuivre, soufre etc.) n'ont pas été considérés (Edwards-Jones et Howells, 2001 ; Parat *et al.*, 2002 ; Relyea, 2005 ; Kohler et Triebkorn, 2013).

Ainsi le rendement, le niveau de fertilisation et les quantités et types de substances actives utilisés en production végétale, la durée d'engraissement des animaux ainsi que l'origine et le mode de production de l'alimentation animale en élevage, sont les variables les plus importantes pour expliquer les variations d'impacts entre différents systèmes de production, au-delà de la simple dichotomie conventionnel/biologique. Si les résultats indiquent que le bio n'est pas le principal levier d'action concernant l'impact changement climatique, ses autres atouts (dont l'évaluation via l'ACV reste cependant à consolider, p. ex. toxicité, biodiversité) ne remettent pas en cause l'intérêt de ces systèmes d'un point de vue environnemental.

Faire évoluer les pratiques agricoles et la consommation

La base de données AGRIBALYSE a vocation à soutenir l'engagement des filières dans des démarches d'écoconception, permettant la mise sur le marché de produits à plus faibles impacts environnementaux. La comparaison des produits et la différenciation de systèmes proches selon leurs impacts doit rester prudente, en raison des incertitudes de la démarche ACV encore en construction. Ainsi un gain environnemental faible, obtenu par simple substitution d'un ingrédient (ex : -7% de GES en remplaçant un bœuf US par un bœuf UK ; données World Food Database) n'est pas forcément significatif au regard de l'incertitude des données. En revanche, l'amélioration des filières de production dans une logique d'écoconception, en ciblant les pratiques les plus impactantes, maintenant bien identifiées par l'ACV, peut permettre d'améliorer les performances environnementales des systèmes de manière robuste.

L'écoconception des produits agricoles

La base de données AGRIBALYSE permet d'identifier certaines productions entraînant des impacts environnementaux particulièrement élevés (p. ex. riz, ruminants, tomates sous serre chauffée). Des travaux portent sur l'amélioration des pratiques pour ces systèmes : la mise en place de cultures de riz partiellement immergées avec des drainages intermédiaires (Wassmann et Pathak, 2007) ; l'utilisation de résidus de chaleur industrielle et d'énergie renouvelables dans les serres ; l'optimisation de la ration des ruminants et la méthanisation des déjections.

Les ACV mettent en lumière le rôle capital du rendement dans les impacts des produits agricoles. Dans un contexte d'agriculture occidentale, intensive en intrants fossiles et en mécanisation mais peu intensive en travail humain, on observe que les gains de rendement marginaux se font avec un fort coût environnemental : augmentation des risques de lessivage, efficacité décroissante des intrants... (Brisson *et al.*, 2010 ; Wu et Ma, 2015). Une diminution modérée du rendement (p.ex. -10%), avec une évolution vers des pratiques agroécologiques, permet souvent des gains environnemen-

taux majeurs, sans forcément diminuer la marge brute (Bouchard *et al.*, 2008 ; Meynard *et al.*, 2009 ; Chambre d'agriculture Pays de la Loire, 2015). Au contraire, pour des systèmes agricoles faiblement productifs, notamment dans les pays du Sud, les gains de rendement s'associent souvent à des gains environnementaux significatifs (Burney, Davis, et Lobell, 2010 ; Mueller *et al.*, 2012). L'enjeu consiste donc à trouver un niveau de rendement équilibré en fonction des milieux, de manière à limiter la pression environnementale locale (pollution de l'eau, biodiversité, sol...) tout en obtenant un bilan satisfaisant sur les enjeux globaux (GES, énergie...), et en permettant de relever le défi alimentaire d'une population en augmentation.

Le travail de comparaison des systèmes et pratiques culturelles, ébauché dans AGRIBALYSE, peut être poursuivi et approfondi : des filières pourraient s'attacher à quantifier les gains possibles grâce aux pratiques alternatives (intégration de légumineuses dans la rotation, agriculture de conservation, optimisation de la fertilisation organique, alimentation animale, méthanisation etc.) dans différentes conditions pédo-climatiques et sous un angle multicritère (Pellerin *et al.*, 2013 ; ADEME, 2015b). Ces travaux doivent nécessairement s'intégrer dans une approche système afin de prendre en compte les interdépendances entre les pratiques agricoles. À terme, il serait intéressant de mettre en évidence quelques pratiques ou indicateurs techniques simples qui assureraient de manière robuste des productions « bas-impacts » pour les différentes filières. Ces éléments pourraient ensuite s'insérer dans différentes démarches : des référentiels agricoles, labels, cahiers des charges, schémas de communication, afin d'encourager et valoriser les systèmes agricoles les plus performants au niveau environnemental.

Des projets d'écoconception à l'échelle agricole sont en cours, notamment dans le cadre de la phase deux du programme AGRIBALYSE. On peut par exemple citer des analyses portant sur différents systèmes de production de fruits et légumes, intégrant des pratiques innovantes (Grassely, Koch, et Colomb, 2015). Dans la filière vigne, des travaux portent sur le lien entre pratiques agronomiques, qualité du raisin et performance environnementale, afin de concevoir des systèmes à moindre impact et répondant aux exigences du marché (Beauchet *et al.*, 2014).

Partant du constat du poids majeur de l'alimentation animale dans l'impact des produits, le projet Ecoalim (coordonné par l'IFIP) réunit les instituts techniques et les fabricants d'aliments afin d'optimiser les rations. Le travail vise à coupler, via les logiciels de calcul des rations, une optimisation économique (déjà mise en œuvre) avec une optimisation environnementale basée sur le choix des matières premières. Le programme Life Carbon Dairy s'attache à réduire de 20 % les émissions de GES de la production laitière. Les gains obtenus grâce à la diffusion de différentes pratiques (p. ex. maintien de haies et prairies) seront quantifiés et analysés selon une approche multicritère (IDELE, 2015).

Les démarches d'écoconception doivent aussi permettre d'actionner de nouveaux leviers en associant les producteurs et les transformateurs. Dans la filière blé dur, le projet DUR-DUR étudie de manière conjointe le développement d'itinéraires techniques bas intrants (-25% de fertilisation minérale azotée ; -50% de pesticides) et l'adaptation des

outils de transformation (p. ex. semoulerie, pastification) afin que les transformateurs soient en mesure d'utiliser des grains avec une plus faible teneur en protéines (Cuq, 2013). L'intégration accrue des protéines végétales dans les produits transformés semble également une piste prometteuse, qui permettrait de dynamiser ces filières au fort intérêt agronomique. De telles démarches d'écoconception pourraient être étendues à l'ensemble des filières et s'appuyer sur la coopération entre différentes disciplines comme l'agronomie, les sciences de l'environnement ou l'économie.

Si l'amélioration et l'optimisation sont des voies nécessaires, l'écoconception doit aussi ouvrir la voie à l'exploration d'innovations de rupture, avec des approches originales qui peuvent préfigurer les agricultures de demain (Guégan, 2014 ; Tscharnkte *et al.*, 2011 ; Anthes, 2015). L'analyse de ces systèmes s'appuyant sur la complexification agronomique est un enjeu fort pour l'évaluation environnementale, car elle requiert la modélisation des interactions entre les différents éléments de ces systèmes agricoles (p. ex. gestion du paysage, rotations, cultures associées, couverts végétaux). La comparaison de systèmes non optimisés ou non matures avec des systèmes dominants ne doit pas masquer leur potentiel (Gavankar, Suh, et Keller, 2015).

Alimentation : une évolution incontournable

L'ensemble des actions techniques et agronomiques réalisables offre théoriquement un potentiel d'atténuation important, estimé par le GIEC à 5500 Mt CO₂ éq. par an sur l'ensemble de l'agriculture mondiale (Smith *et al.*, 2008). Mais la mise en place de ces mesures nécessite des ressources importantes : mise en place de politiques de soutien, recherche et innovation, formation des agriculteurs ; elle rencontre également de nombreux freins culturels, politiques et économiques. Ainsi, il apparaît que la mise en place de politiques d'atténuation des émissions en agriculture, sans modification des régimes alimentaires, ne suffira pas à infléchir la courbe des émissions à l'échelle internationale (Popp, Lotze-Campen, et Bodirsky, 2010).

Les données ACV de type AGRIBALYSE pourront ainsi contribuer à la définition de régimes alimentaires plus durables, couvrant les besoins nutritionnels et culturels des individus, et avec un impact environnemental soutenable : (SUSFOOD, 2015 ; SUSDIET, 2015) ou encore DuALine (Esnouf, 2011). Les régimes alimentaires occidentaux, souvent fortement carnés, doivent notamment intégrer plus de protéines végétales au détriment des protéines animales, ces évolutions pouvant apporter des gains à la fois pour la santé et l'environnement (Bender, 1992 ; Tilman et Clark, 2014 ; AFSSA, 2007). La saisonnalité des produits est également un enjeu, étant donné l'impact des produits cultivés sous serre chauffée. Réduire les pertes et le gaspillage alimentaire est aussi reconnu comme un levier majeur (Garot, 2015).

Il ne s'agit donc pas de bannir certains produits, mais plutôt de réfléchir en termes de besoins et d'équilibre à l'échelle des régimes alimentaires (Cordain *et al.*, 2005). L'évolution est nécessaire, et pourra passer par différents canaux : information environnementale multicritères, labels « bas carbone », initiatives en restauration collective, circuits courts optimisés et circuits alimentaires territorialisés, intégration des contraintes environnementales dans les politiques

d'alimentation et de santé etc.

Conclusion

Les données d'AGRIBALYSE permettent de quantifier les impacts environnementaux pour de nombreux produits agricoles et d'identifier des valeurs de référence, adaptées au contexte de production français. L'interprétation des résultats doit tenir compte des incertitudes de la méthodologie utilisée (ex : non prise en compte du stockage ou déstockage du carbone du sol et de l'impact des produits phytosanitaires). L'article synthétise les principales sources déterminant les valeurs d'impact pour les différentes filières. Elles comprennent notamment, pour les filières végétales, le rendement, la fertilisation, la mécanisation ; et pour les productions animales la durée de vie des animaux, la productivité, l'alimentation et la gestion des déjections. Quelques pratiques contribuent à la majorité des impacts : par exemple la fertilisation est la première source autant pour le changement climatique que pour la consommation d'énergie ou l'eutrophisation. Il est donc possible d'améliorer différents indicateurs environnementaux en travaillant sur ces leviers.

On observe souvent une forte variabilité parmi les systèmes étudiés pour un même produit, révélant une grande diversité de situations ainsi que des marges d'amélioration. Selon notre analyse, les systèmes biologiques sont relativement performants par kg produit, malgré une productivité plus faible, avec des résultats contrastés selon les produits et les impacts étudiés. Cependant, la dichotomie conventionnel/biologique n'est pas l'angle le plus pertinent pour expliquer les écarts entre systèmes.

Ces résultats ont vocation à servir de base aux initiatives d'écoconception. Ils doivent soutenir des dynamiques de filières, permettant une réduction significative des principaux impacts du secteur agricole. Nos travaux ont mobilisé les filières agricoles françaises et se poursuivent afin d'augmenter le nombre de références et d'affiner les indicateurs. Dans un contexte d'échanges et d'enjeux environnementaux globalisés, il est souhaitable de renforcer la connaissance des impacts des productions agricoles dans différents contextes, d'encourager les échanges entre initiatives européennes et au-delà (Global Network of LCA Databases, World Food Database, Agrifootprint, AUStrian national LCI, Chilean Food and Agriculture LCI Database, Japan Agricultural Life Cycle Assessment...). Ces données peuvent également contribuer à l'information environnementale et, à terme, à l'évolution des modes de consommation, afin que l'offre et la demande puissent converger vers le développement de systèmes agricoles et alimentaires durables.

Remerciements

Les auteurs remercient l'ensemble des membres du programme Agribalyse qui ont permis la production de ces résultats, et en particulier Peter Koch et Thibault Salou, les anciens responsables du programme. Les relecteurs Christian Bockstaller et Francis Macary sont également remerciés pour leurs contributions à l'amélioration de l'article.

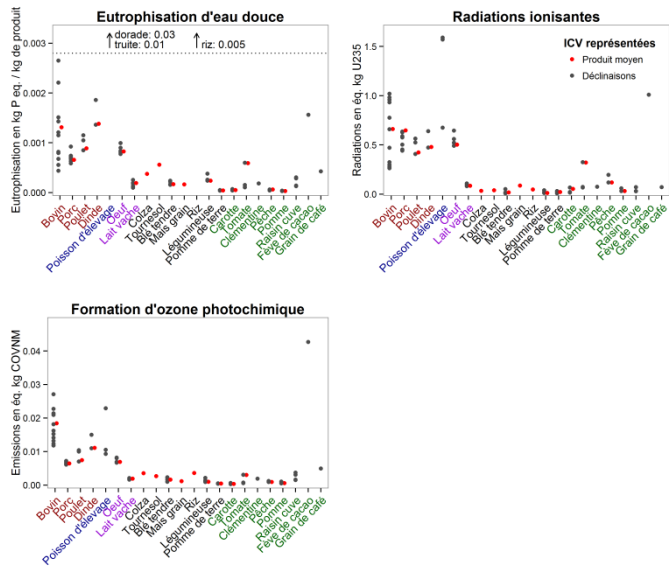
Annexe 1 - Liste des produits étudiés

Productions françaises - Produits animaux	
Bovins	Vaches de réforme (système laitier et allaitant) ; Taurillon (laitier et allaitant) Génisse (système allaitant) Veau (système laitier) ; Lait de vache
Ovins	Agneau
Porcins	Porc
Volailles	Poulet ; Dinde ; Canard (à rôtir/à gaver) ; Oeufs
Cuniculture	Lapin
Pisciculture	Traite ; Dorade
Productions françaises - Produits végétaux	
Oléagineux	Colza ; Tournesol
Céréales	Blé tendre ; Maïs ; Triticale
Légumineuses	Féverole ; Pois (hiver/printemps)
Légumes	Betterave sucrière ; Carotte ; Pomme de terre
Fruits	Pomme ; Pêche ; Raisin de cuve
Cultures importées	
Riz (Thaïlande) ; Clémentine (Maroc) ; Mangue (USA) ; Cacao (Brésil) ; Café (Brésil)	

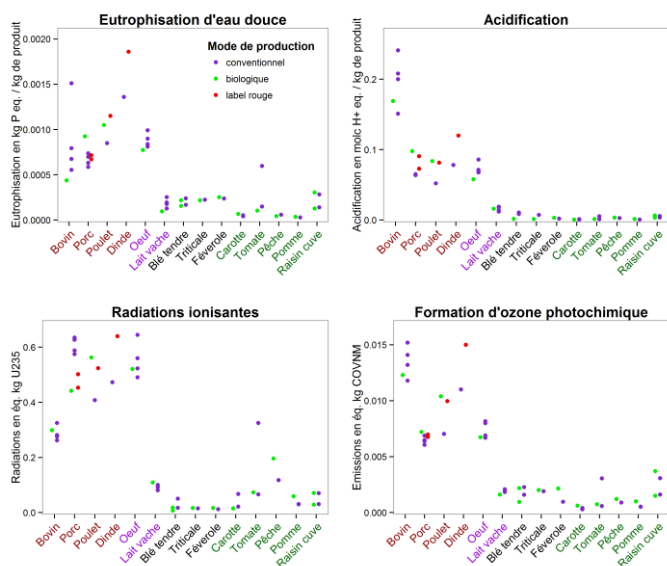
Annexe 2 - Autres impacts

Eutrophisation d'eau douce	Excès de nutriments nuisant à la biodiversité aquatique	Utilisation d'engrais azotés	kg phosphore éq. (P)	ILCD 1.05 (ReCiPe 1.05)
Formation d'ozone photochimique	Pollution photochimique (smog)	Carburant, fertilisation azotée	kg éq. COV (composés organiques volatils)	ILCD 1.05
Radiations ionisantes	Impact potentiel des radiations ionisantes sur la santé humaine	Utilisation d'énergie d'origine nucléaire	kg éq. Uranium 235	ILCD 1.05

Impacts pour les produits moyens France et leurs déclinaisons



Impacts par système de production



Liste des figures

Tableau 1 - Indicateurs d'impact étudiés

Figure 1 - Impacts de différents produits agricoles

Figure 2 - « Zoom » de l'impact changement climatique sur les produits végétaux

Figure 3 - Quelques impacts illustrés : exemple de la culture de maïs

Figure 4 - Postes d'impact sur le changement climatique, poulet conventionnel

Figure 5 - Impacts comparés des systèmes biologiques, conventionnel, label rouge

Bibliographie

ADEME. 2008. « Revue bibliographique des études «Analyse du cycle de vie des produits agricoles». Rapport de synthèse. Etude réalisée par ECOINTESYS pour le compte de l'ADEME ».

ADEME. 2015a. « AGRIBALYSE ». www.ademe.fr/agribalyse.

ADEME. 2015b. « Agriculture & Environnement. Des pratiques clefs pour la préservation du climat, des sols et de l'air, et les économies d'énergie ». www.ademe.fr/agriculture-environnement-pratiques-clefs-preservation-climat-sols-lair-economies-denergie.

AFSSA. 2007. « Apport en protéines : consommation, qualité, besoins et recommandations ». www.anses.fr/fr/system/files/NUT-Ra-Proteines.pdf.

Anthes, Emily. 2015. « Lovely grub: are insects the future of food? » *Appropriate Technology* 42 (1): 31.

Arrouays, D., J. Balesdent, J. Germon, P. Jayet, J. Soussana, et P. Stengel. 2002. « Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable ». <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/225457-oac43-resource-rapport-final-en-francais.html>.

Aubertot, Jean-Noël, Jean-Marc Barbier, Alain Carpentier, Jean-Joël Gril, Laurence Guichard, Philippe Lucas, Serge Savary, Marc Voltz, et Isabelle Savini. 2005. « Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environ-

nementaux ». Rapport de l'expertise réalisée par l'INRA et le Cemagref à la demande du Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP) et du Ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD), décembre. http://draaf.languedoc-roussil-lon.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/expertise_inra_cemagref_pesticides-synthese_051215_cle01ceb2.pdf.

Audsley, Eric, M. Brander, Julia C. Chatterton, Donal Murphy-Bokern, C. Webster, et Adrian G. Williams. 2010. « How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope reduction by 2050. Report for the WWF and Food Climate Research Network ».

Baroni, Luciana, Lorenzo Cenci, Massimo Tettamanti, et Marina Berati. 2007. « Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems ». *European Journal of Clinical Nutrition* 61 (2): 279-86.

Basset-Mens, C., H. Vannière, D. Grasselly, H. Heitz, A. Braun, S. Payen, et P. Koch. 2014. « Environmental impacts of imported versus locally-grown fruits for the French market as part of the AGRIBALYSE® program ». In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*.

Beauchet, Sandra, Christel Renaud-Gentié, Véronique Cariou, Marie Thiollet-Scholtus, René Siret, et Frédérique Jourjon. 2014. « Analyses multivariées pour une meilleure compréhension des pratiques viticoles et des facteurs du milieu afin d'expliquer la qualité du raisin ». In *37th World Congress of Vine and Wine and 12th General Assembly of the OIV (Part 2)*. EDP Sciences.

Bender, Arnold Eric. 1992. *Meat and meat products in human nutrition in developing countries*. Rome: FAO.

Bernoux, Martial, Giacomo Branca, Aude Carro, Leslie Lipper, Garry Smith, et Louis Bockel. 2010. « Ex-ante greenhouse gas balance of agriculture and forestry development programs ». *Scientia Agricola* 67 (1): 31-40.

Bessou, Cécile, Claudine Basset-Mens, Thierry Tran, et Anthony Benoist. 2013. « LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (2): 340-61.

BIO Intelligence Service. 2011. « Analyse des impacts environnementaux de la consommation des ménages et des marges de manœuvre pour réduire ces impacts, rapport de l'étude "Outils économiques d'incitation à la consommation durable: étude de positionnement (environnementale, économique, sociologique) et élaboration de propositions", préparé pour l'ADEME, Service Économie et Prospective ». ADEME. www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/analyse-impacts-environnementaux-consommation-menages-2012.pdf.

Bosque, F., O. Réthoré, et M. P. Labau. 2013. « ACYVIA: life cycle analysis in food processing industries. » *Actes des 10èmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*.

- Bouchard, Christine, Marie-Hélène Bernicot, Irène Felix, Olivier Guérin, Chantai Loyce, Bertrand Omon, et Bernard Rolland. 2008. « Associer des itinéraires techniques de niveau d'intrants variés à des variétés rustiques de blé tendre: évaluation économique, environnementale et énergétique ». *Courrier de l'environnement de l'INRA* 55: 53-77.
- Brisson, Nadine, Philippe Gate, David Gouache, Gilles Charmet, François-Xavier Oury, et Frédéric Huard. 2010. « Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France ». *Field Crops Research* 119 (1): 201-12.
- Burney, Jennifer A., Steven J. Davis, et David B. Lobell. 2010. « Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification ». *Proceedings of the national Academy of Sciences* 107 (26): 12052-57.
- Butault, Jean-Pierre, Nathalie Delame, Florence Jacquet, et Guillaume Zardet. 2014. « L'utilisation des pesticides en France: Etat des lieux et perspectives de réduction ».
- Chambre d'agriculture Pays de la Loire. 2015. « Colloque "Agroécologie et systèmes de cultures innovants" ». www.paysdelaloire.chambagri.fr/menu/vegetal/evenements-regionaux/coloqagroeco.html.
- CITEPA. 2014. « Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France ». www.citepa.org/fr/inventaires-etudes-et-formations/inventaires-des-emissions/secten.
- Coley, David, Mark Howard, et Michael Winter. 2009. « Local food, food miles and carbon emissions: A comparison of farm shop and mass distribution approaches ». *Food policy* 34 (2): 150-55.
- Colomb, Vincent, S. Aït-Amar, C. Basset-Mens, J. B. Dollé, A. Gac, G. Gaillard, et P. Koch. 2013. « AGRIBALYSE®: Bilan et enseignements ». ADEME.
- Colomb, Vincent, Samy Ait Amar, Claudine Basset Mens, Armelle Gac, Gérard Gaillard, Peter Koch, Jerome Mousset, Thibault Salou, Aurélie Tailleux, et Hayo MG van der Werf. 2015. « AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling ». *Oilseeds & fats Crops and Lipids*. doi:<http://dx.doi.org/10.1051/ocl/20140047>.
- Colomb, Vincent, Ophélie Touchemoulin, Louis Bockel, Jean-Luc Chotte, Sarah Martin, Marianne Tinlot, et Martial Bernoux. 2013. « Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry ». *Environmental Research Letters* 8 (1): 15-29.
- Cordain, Loren, S. Boyd Eaton, Anthony Sebastian, Neil Mann, Staffan Lindeberg, Bruce A. Watkins, James H. O'Keefe, et Janette Brand-Miller. 2005. « Origins and evolution of the Western diet: health implications for the 21st century ». *The American journal of clinical nutrition* 81 (2): 341-54.
- Cuq, Bernard. 2013. « Innovations agronomiques, techniques et organisationnelles au service de la DURabilité de la filière blé DUR ». www.agence-nationale-recherche.fr/projet-anr/.
- Dalgaard, Randi, Jannick Schmidt, Niels Halberg, Per Christensen, Mikkel Thrane, et Walter A. Pengue. 2008. « LCA of Soybean Meal ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (3): 240-54. doi:[10.1065/lca2007.06.342](https://doi.org/10.1065/lca2007.06.342).
- Devienne, S, et N Garambois. 2014. « L'efficacité économique et environnementale de la production de porcs sur paille (en Bretagne) ». *Commissariat général au développement durable. Études & documents*, no 102: 16.
- De Vries, M., et I. J. M. De Boer. 2010. « Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments ». *Livestock science* 128 (1): 1-11.
- Dollé, J. B., J. Agabriel, J. L. Peyraud, P. Faverdin, V. Manneville, C. Raison, A. Gac, et A. Le Gall. 2011. « Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. » *Productions Animales* 24 (5): 415.
- Durlinger, Bart, Marcelo Tyszler, Jasper Scholten, Roline Broekema, Hans Blonk, et Gravin Beatrixstraat. 2014. « Agri-Footprint; a Life Cycle Inventory database covering food and feed production and processing ». In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*.
- Edwards-Jones, G., et O. Howells. 2001. « The origin and hazard of inputs to crop protection in organic farming systems: are they sustainable? » *Agricultural Systems* 67 (1): 31-47.
- Eglin, T., P. Ciais, S. L. Piao, P. Barre, Valentin Bellassen, P. Cadule, C. Chenu, Thomas Gasser, C. Koven, et M. Reichstein. 2010. « Historical and future perspectives of global soil carbon response to climate and land-use changes ». *Tellus B* 62 (5): 700-718.
- Esnouf, Catherine. 2011. *Pour une alimentation durable: réflexion stratégique duALine*. Versailles: Ed. Quae.
- Espagnol, Sandrine. 2015. « Affichage environnemental : les produits porcins évalués ». *Tech Porc*, no 22 (avril): 28-31.
- Foster, G. 2005. *Revised Universal Soil Loss Equation - Version 2 (RUSLE2)*. USDA, Agricultural Research Service. www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64080530/RUSLE/RUSLE2_Science_Doc.pdf.
- Galatola, Michele, et Rana Pant. 2014. « Reply to the editorial "Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment" written by Prof. Finkbeiner. » *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (6): 1356-60.
- Garnett, Tara. 2011. « Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? » *Food policy* 36: 23-32.
- Garot, Guillaume. 2015. « Lutte contre le gaspillage alimentaire : propositions pour une politique publique ». Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt ; Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/154000257/.
- Gavankar, Sheetal, Sangwon Suh, et Arturo A. Keller. 2015. « The role of scale and technology maturity in life cycle as-

assessment of emerging technologies: a case study on carbon nanotubes ». *Journal of Industrial Ecology* 19 (1): 51-60.

Grassely, Dominique, Peter Koch, et Vincent Colomb. 2015. « Analyse de cycle de vie de la production de carotte en France : évaluation des impacts environnementaux ». *Infos CTIFL* 308 (février): 56-62.

Guégan, Sacha. 2014. « Maraîchage biologique permaculturel et performance économique. Rapport d'étape n°4 ». INRA, AgroParisTech. www.fermedubec.com.

Guiral, Clarisse, Enrique Barriuso, Claudine Basset-Mens, Carole Bedos, Pierre Cellier, Thomas Eglin, et Bernadette Ruelle. 2015. « Pesticide emissions into the air: understanding, quantification, prediction - A literature review, through the lens of the agricultural practices ». In . *Piacenza conference*, Italy.

Herencia, Juan F., J. C. Ruiz, S. Melero, P. A. Garcia Galavís, et C. Maqueda. 2008. « A short-term comparison of organic v. conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments ». *The Journal of Agricultural Science* 146 (06): 677-87.

IDELE. 2015. « Life Carbon Dairy : plan carbone de la production laitière ». idele.fr/no_cache/fr/recherche/publication/idelesolr/recommandations/life-carbon-dairy-plan-carbone-de-la-production-laitiere-plaquette.html.

Jolliet, Olivier, Myriam Saadé, et Pierre Crettaz. 2010. *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan. Gérer l'environnement* 23. PPUR presses polytechniques.

Koch, Peter, et Thibault Salou. 2015. « Agribalyse®: Rapport méthodologique (v. 1.2) ». ADEME. www.ademe.fr/agribalyse-r-rapport-methodologique.

Koellner, Thomas, Laura de Baan, Tabea Beck, Miguel Brandão, Barbara Civit, Mark Goedkoop, Manuele Margni, Llorenç Milà i Canals, Ruedi Müller-Wenk, et Bo Weidema. 2013. « Principles for life cycle inventories of land use on a global scale ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (6): 1203-15.

Kohler, H.-R., et R. Triebkorn. 2013. « Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? » *Science* 341 (6147): 759-65. doi:10.1126/science.1237591.

Lansche, Jens, Patrik Mouron, Thomas Nemecek, et Gérard Gaillard. 2014. « Creating coherent life cycle databases for ecodesign and product declaration of agroindustrial products: how to deal with contradictory methodological requirements ». In .

Lecomte, Vincent, et Jean Marie Nolot. 2011. « Place du tournesol dans le système de culture ». *Innovations agronomiques* 14: 59-76.

Ledgard, Stewart, Beverley Henry, Armelle Gac, Marc Benoit, Canagasaby Devendra, Chris Lloyd, Hans-Peter Zervas, Jean-Baptiste Dollé, Felix Teillard, et Carolyn Opio. 2014. « Learnings from an FAO-led international process to develop LCA guidelines for small ruminants: A LEAP Partnership initiative ».

In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*.

Liedke, Alexander, Sabine Deimling, Torsten Rehl, Ulrike Bos, Christian Peter Brandstetter, et Martin Baitz. 2014. « Feed and Food Databases in LCA - An example of implementation ». In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*.

Meier, Matthias S., Franziska Stoessel, Niels Jungbluth, Ronnie Juraske, Christian Schader, et Matthias Stolze. 2015. « Environmental Impacts of Organic and Conventional Agricultural Products – Are the Differences Captured by Life Cycle Assessment? » *Journal of Environmental Management* 149 (février): 193-208. doi:10.1016/j.jenvman.2014.10.006.

Meynard, Jean Marc, Bernard Rolland, Chantal Loyce, I. Félix, et P. Lonnet. 2009. « Quelles combinaisons variétés/conduites pour améliorer les performances économiques et environnementales de la culture de blé tendre ». *Innovations Agronomiques* 7: 29-47.

Milà i Canals, Llorenç, Christian Bauer, Jochen Depestele, Alain Dubreuil, Ruth Freiermuth Knuchel, Gérard Gaillard, Ottar Michelsen, Ruedi Müller-Wenk, et Bernt Rydgren. 2007. « Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA (11 pp) ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (1): 5-15.

Mogensen, Lisbeth, Troels Kristensen, Thu Lan T. Nguyen, Marie Trydeman Knudsen, et John E. Hermansen. 2014. « Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure ». *Towards eco-efficient agriculture and food systems: Selected papers from the Life Cycle Assessment (LCA) Food Conference, 2012, in Saint Malo, France* 73 (juin): 40-51. doi:10.1016/j.jclepro.2014.02.023.

Mueller, Nathaniel D., James S. Gerber, Matt Johnston, Deepak K. Ray, Navin Ramankutty, et Jonathan A. Foley. 2012. « Closing yield gaps through nutrient and water management ». *Nature* 490 (7419): 254-57.

Parat, C., R. Chaussod, J. Lévêque, S. Dousset, et F. Andreux. 2002. « The relationship between copper accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron ». *European Journal of Soil Science* 53 (4): 663-70.

Peano, Laura, Xavier Bengoa, Sébastien Humbert, Yves Loeirincik, Jens Lansche, Gérard Gaillard, et Thomas Nemecek. 2012. « The World Food LCA Database project: towards more accurate food datasets ». In *Proceedings of the 2nd LCA Conference*. Vol. 6.

Pellerin, S., L. Bamière, D. Angers, F. Béline, M. Benoît, J. P. Butault, C. Chenu, C. Colnenne-David, S. De Cara, et N. Delame. 2013. « Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude ». INRA.

Pflimlin, A., et P. Faverdin. 2014. « Les nouveaux enjeux du couple vache - prairie à la lumière de l'agroécologie ». *Fourrages*, no 217: 23-35.

Ponisio, Lauren C., Leithen K. M'Gonigle, Kevi C. Mace, Jenny Palomino, Perry de Valpine, et Claire Kremen. 2015. « Diversi-

fication practices reduce organic to conventional yield gap ». *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 282 (1799): 20141396.

Popp, Alexander, Hermann Lotze-Campen, et Benjamin Bodirsky. 2010. « Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production ». *Global Environmental Change* 20 (3): 451-62.

Relyea, Rick A. 2005. « The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities ». *Ecological applications* 15 (2): 618-27.

Rosenbaum, Ralph K, Assumpció Anton, Xavier Bengoa, Anders Bjørn, Richard Brain, Cécile Bulle, Nuno Cosme, Teunis J Dijkman, Peter Fantke, et Mwema Felix. 2015. « The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (6): 765-76.

Roy, Poritosh, Daisuke Nei, Takahiro Orikasa, Qingyi Xu, Hiroshi Okadome, Nobutaka Nakamura, et Takeo Shiina. 2009. « A review of life cycle assessment (LCA) on some food products ». *Journal of food engineering* 90 (1): 1-10.

Salou, Thibault, Sandrine Espagnol, Armelle Gac, Paul Ponchant, Aurélien Tocqueville, Vincent Colomb, et Hayo MG van der Werf. 2014. « Life Cycle Assessment of French livestock products: Results of the AGRIBALYSE® program ». In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*.

Saouter, Erwan, Chiara Perazzolo, et Laure Delphine Steiner. 2011. « Comparing chemical environmental scores using USEtox™ and CDV from the European Ecolabel ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (8): 795-802. doi:10.1007/s11367-011-0314-6.

Saouter, Erwan, Serenella Sala, et Rana Pant. 2015. « Addressing Aquatic and Human toxicity in comparative Product Environmental Footprints: Is USEtox fit for purpose? » www.researchgate.net/publication/275967854_Addressing_Aquatic_and_Human_toxicity_in_comparative_Product_Environmental_Footprints_Is_USEtox_fit_for_purpose.

Seufert, Verena, Navin Ramankutty, et Jonathan A. Foley. 2012. « Comparing the yields of organic and conventional agriculture ». *Nature* 485 (7397): 229-32.

Sim, Sarah, Mike Barry, Roland Clift, et Sarah J. Cowell. 2007. « The relative importance of transport in determining an appropriate sustainability strategy for food sourcing ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (6): 422-31.

« SIRIS Pesticides ». 2015. SIRIS Pesticides. Consulté le octobre 26. www.ineris.fr/siris-pesticides/accueil.

Smith, Pete, et Peter J. Gregory. 2013. « Climate Change and Sustainable Food Production ». *Proceedings of the Nutrition Society* 72 (01): 21-28. doi:10.1017/S0029665112002832.

Smith, Pete, Daniel Martino, Zucong Cai, Daniel Gwary, Henry Janzen, Pushpam Kumar, Bruce McCarl, Stephen Ogle, Frank O'Mara, et Charles Rice. 2008. « Greenhouse gas miti-

gation in agriculture ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1492): 789-813.

Soussana, J.-F., et A. Lüscher. 2007. « Temperate grasslands and global atmospheric change: a review ». *Grass and Forage Science* 62 (2): 127-34.

Surleau-Chambenoit, C., M. Cariolle, C. Bockstaller, M-B Galan, et L. Guichard. 2013. « PLAGE, un réseau d'acteurs et une plate-forme WEB dédiée à l'évaluation agri-environnementale et de la durabilité des pratiques agricoles, des exploitations agricoles et des territoires ». *Innovations Agronomiques*, no 31: 15-26.

SUSDIET. 2015. « The SUSDIET Research Project: Towards Sustainable Diets in Europe ». Consulté le juillet 22. www6.inra.fr/sustainablediets.

SUSFOOD. 2015. « SUSTainable FOOD production and consumption ». Consulté le juillet 22. www.susfood-era.net.

Tailleur, Aurélie, Sarah Willmann, et Sylvie Dauguet. 2014. « Agribalyse : grandes cultures : mesurer leur impact environnemental ». *Perspectives Agricoles*, no 407 (janvier): 15-17.

Tilman, David, et Michael Clark. 2014. « Global diets link environmental sustainability and human health ». *Nature* 515 (7528): 518-22.

Tscharntke, Teja, Yann Clough, Shonil A. Bhagwat, Dama-yanti Buchori, Heiko Faust, Dietrich Hertel, Dirk Hölscher, Jana Juhrendt, Michael Kessler, et Ivette Perfecto. 2011. « Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review ». *Journal of Applied Ecology* 48 (3): 619-29.

Tuomisto, H. L., I. D. Hodge, P. Riordan, et D. W. Macdonald. 2012. « Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research ». *Journal of Environmental Management* 112 (décembre): 309-20. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.018.

Van Middelaar, C.E., P.B.M. Berentsen, J. Dijkstra, et I.J.M. De Boer. 2013. « Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters ». *Agricultural Systems* 121 (octobre): 9-22. doi:10.1016/j.agsy.2013.05.009.

Wassmann, R., et H. Pathak. 2007. « Introducing greenhouse gas mitigation as a development objective in rice-based agriculture: II. Cost-benefit assessment for different technologies, regions and scales ». *Agricultural Systems* 94 (3): 826-40.

Weber, Christopher L, et H Scott Matthews. 2008. « Food-miles and the relative climate impacts of food choices in the United States ». *Environmental science & technology* 42 (10): 3508-13.

Weidema, Bo Pedersen, C. Bauer, R. Hirschier, C. Mutel, T. Nemecek, J. Reinhard, C. O. Vadenbo, et G. Wernet. 2013. Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Willmann, Sarah, Sylvie Dauguet, A. Tailleur, A. Schneider, P. Koch, et A. Lellahi. 2014. « LCIA results of seven French arable crops produced within the public program AGRIBALYSE®-Contribution to better agricultural practices ». In

Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 8-10.

World Food LCA Database. 2014. « World Food LCA Database ». www.quantis-intl.com/microsites/wflldb/.

Wu, Wei, et Baoluo Ma. 2015. « Integrated nutrient management (INM) for sustaining crop productivity and reducing environmental impact: a review ». *Science of The Total Environment* 512: 415-27